

FISCH UND UMWELT

Radioaktivität in Fischen und anderen Meerestieren aus der Nordsee

Auswirkung der 1994 geänderten Genehmigung für Sellafield auf die Strahlenexposition der Bevölkerung

Günter Kanisch, Gunther Nagel, Alois Krüger, Hans-Jürgen Kellermann, Institut für Fischereiökologie

1994 erfolgte in England eine Genehmigungsänderung für flüssig-radioaktive Ableitungen der Wiederaufarbeitungsanlage in Sellafield, durch die Genehmigungswerte für bestimmte Radionuklide Wasserstoff (^3H), Kohlenstoff (^{14}C), Kobalt (^{60}Co), Technetium (^{99}Tc) und Iod (^{129}I) erhöht wurden. Jetzt wird untersucht, wie sich die Radioaktivität in den Meerestieren aus der Nordsee und damit die Strahlenexposition des Menschen durch Nahrungsmittel aus dem Meer in den Jahren nach 1994 tatsächlich entwickelt hat.

Die Radioaktivität in Fischen und anderen Meerestieren der Nordsee wird wesentlich durch die Einleitungen der Wiederaufarbeitungsanlagen in Sellafield (England) und La Hague (Frankreich) bestimmt. Änderungen der Ableitungsgenehmigung für die Anlage in Sellafield, die 1994 wirksam wurden, beinhalteten, dass die Genehmigungswerte für jährliche aquatische Ableitungen für bestimmte Radionuklide (Wasserstoff (^3H), Kohlenstoff (^{14}C), Kobalt (^{60}Co), Technetium (^{99}Tc) und Iod (^{129}I)) zunahmen. Seit 1994 nahmen auch deren tatsächliche Ableitungen zu. Insbesondere für Alpha-Strahler (Isotope des Plutoniums (Pu) und Americiums (Am)) wurden die Genehmigungswerte dagegen reduziert.

In einer früheren Untersuchung (Kanisch 1997) wurde unter der Annahme, dass die Genehmigungswerte voll ausgeschöpft würden, bestätigt, dass die Änderung der Genehmigung für Sellafield nicht zu einer Zunahme der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Verzehr mariner Organismen führen würde. Jetzt ist es an der Zeit, näher zu untersuchen, wie sich die Radioaktivität in den Meerestieren und damit die Strahlenexposition des Menschen in den Jahren nach 1994 tatsächlich entwickelt hat. Ein dafür hervorragend geeignetes Instrument ist eine einfache Implementierung des der Literatur entnommenen Kompartiment-Modells von Nielsen (1995), das den Transport von Radionukliden in 46 Wasserboxen des Nordostatlantiks beschreibt und Aktivitätskonzentrationen

im Wasser berechnet. Dies stellt die wesentliche Grundlage dar, um die Strahlenexposition der Bevölkerung abschätzen zu können.

Radioactivity in fish and other marine animals from the North Sea

A subject of a change of authorised limits in 1994 for the discharge of liquid radioactive waste by the reprocessing plant Sellafield (UK) was an increase of these limits for certain radionuclides (^3H , ^{14}C , ^{60}Co , ^{99}Tc and ^{129}I). It is investigated now how the radioactivity in marine biota from the North Sea and subsequently the public radiation exposure by ingestion has developed in the years since 1994. This is based on a compartment model for the Northeast Atlantic. Discharges of the reprocessing plants Dounreay (UK) and La Hague (F) are included in the assessment. It is deduced that about 60 % of ^{137}Cs in the North Sea originate presently in the remobilisation of old Sellafield discharges from the Irish Sea sediment. A comparison with measured biota data shows that the model is conservative in the most cases. The public radiation exposure from ingestion of fish, crustaceans and molluscs from the central North Sea as the sum over 12 considered radionuclides has decreased from 1992 to 1998 from 0,13 to 0,08 $\mu\text{Sv}\cdot\text{y}^{-1}$. For the southward and northward joined regions it was a little bit smaller with a similar decreasing trend.

Experimentelle Untersuchungen

Seit 1982 wurden etwa jährlich Probenahmefahrten mit dem FFS „Walther Herwig“ in die Nordsee und angrenzende Seegebiete durchgeführt. Die Probenahme fand hauptsächlich im Januar jeden Jahres statt, seit 1989 zusätzlich auch im Frühsommer. Die ^{137}Cs -Aktivität im Kabeljau aus der zentralen Nordsee nahm seit 1982 von im Mittel 16 Becquerel pro kg Feuchtmasse ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ FM}$) bis 1993 auf etwa 1 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ FM}$ ab und scheint seitdem eher zu stagnieren.

Von 1994 bis 1996 wurden die Fahrten im Frühsommer so weit ausgedehnt, dass die Britische Insel jeweils einmal umfahren wurde. Damit standen Fischproben insbesondere auch von verschiedenen Stationen aus der Irischen See zur Verfügung.

1997 wurde begonnen, in dem Gebiet südlich Englands bis in den Ärmelkanal hinein, das vor allem von Ableitungen der Anlage in La Hague betroffen ist, umfassende Fischproben zu nehmen. Bisher vorliegende Ergebnisse für Gammastrahler lassen erkennen, dass die Aktivitätswerte insbesondere für ^{137}Cs (bis $1,1\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ FM}$) im Mittel nicht höher als in der Nordsee sind.

Größere Fische wurden bereits an Bord filetiert und eingefroren (ca. -20°C). Andere Fischarten wurden nach Zusammenfassen mehrerer Fische zu einer Probe komplett eingefroren. Nach dem Auftauen im Labor erfolgte zunächst die Trocknung bei 110°C sowie anschließend die Veraschung bei einer Maximaltemperatur von ca. 420°C . Proben von Miesmuschelfleisch und Garnelenfleisch von der deutschen Nordseeküste wurden ebenso getrocknet und verascht. Danach wurden in den Proben zunächst die Gammastrahler (vor allem ^{137}Cs , mit deutlich niedrigeren Gehalten an ^{134}Cs) gemessen. Ein Teil der Proben wurde nach einer weiteren Veraschung bei bis zu 500°C auf ^{90}Sr , Plutonium-Isotope, seit etwa 1995 auch auf ^{241}Am , hin analysiert. Die verwendeten Analysemethoden (Krüger et al. 1998) sind insbesondere in den sogenannten „Meßanleitungen“ veröffentlicht (BMU 1998), für ^{241}Am in Vorbereitung.

Kompartiment-Modell für den Nordostatlantik

Die eigene vereinfachte Implementierung des von Nielsen (1995) entwickelten Modells umfaßt:

- 46 Wasserboxen inklusive Irische See, Nord- und Ostsee (mittlere Schwebstoffkonzentrationen; Volumina; mittlere Tiefen; Volumenaustauschraten zwischen den Boxen)
- Entfernung von Radionukliden aus der Wassersäule durch Anlagerung an Schwebstoff und anschließende Sedimentation (Sediment- K_d -Faktoren; Unterscheidung zwischen gelöster und gesamter Konzentration eines Radionuklides)
- Rücktransport aus dem Sediment ins Wasser (Remobilisierung): nur in der Irischen See berücksichtigt (s. unten)

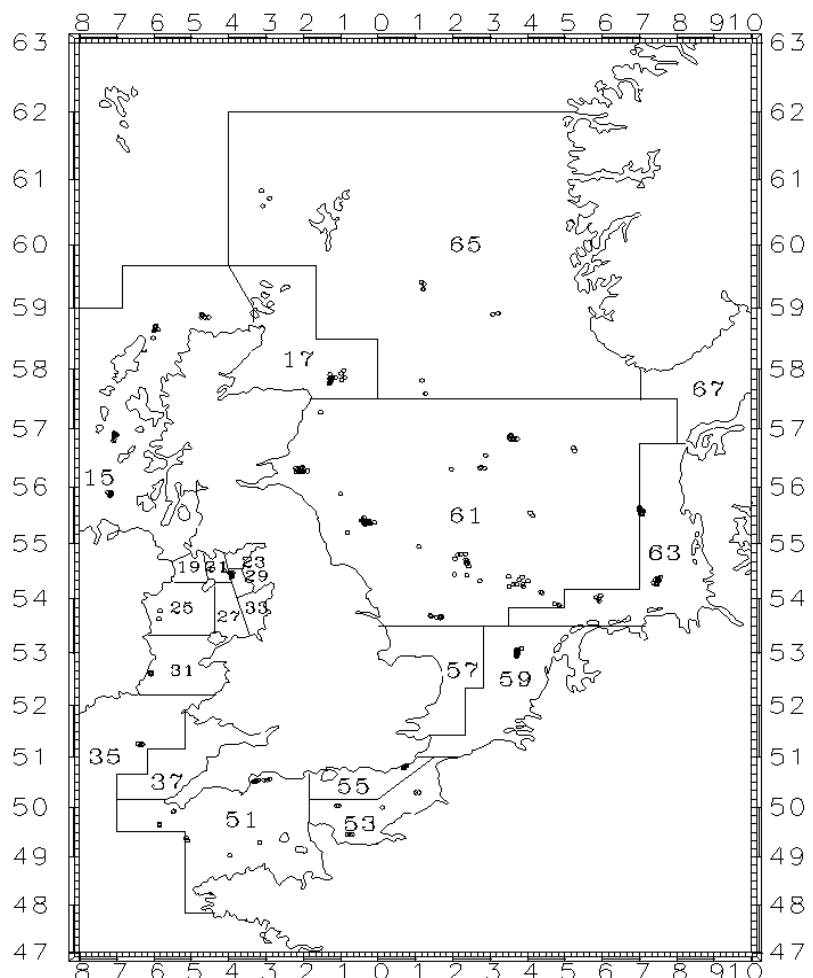


Abbildung 1: Einteilung des betrachteten Meeresgebietes in Modell-Boxen; Probenahmestationen sind eingezeichnet

Division of the considered marine area in model boxes; sampling stations are indicated

- Einleitungen: Sellafield (Box 29, 1952 bis 1998); Dounreay (Box 15, 1958 bis 1998, lückenhaft); La Hague (Box 51, seit 1966 bis 1998)
- Kernwaffen-Fallout (^{137}Cs , ^{90}Sr)
- Eintrag des Tschernobyl-Fallouts (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr) in das Gebiet der Ostsee, der Nordsee und der südlichen Nordsee
- Hier betrachtete Radionuklide: ^{14}C , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{106}Ru , ^{129}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Pu , ^{241}Am .

Die Boxeneinteilung im betrachteten Meeresgebiet ist in Abbildung 1 dargestellt.

Konzentrationsfaktoren

Aus den berechneten Radionuklidkonzentrationen im Wasser erhält man die Aktivitätskonzentrationen der Biotagruppen Fisch, Crustaceen und Mollusken durch Multiplikation mit den Konzentrationsfaktoren (KF). Diese wurden der Literatur entnommen (IAEA 1985). Bei dem für die Strahlenexposition wichtigen ^{14}C führte der sehr hohe Konzentrationsfaktor von 20 000 bei den Rechnungen zunächst zu mehr als 10-fach überschätzten ^{14}C -Aktivitäten in den Biota. Entsprechendes ergab sich auch bei anderen Modellrechnungen (Lyons et al. 1998). Die Ursache dafür wurde jetzt in dem Tabellenwerk (IAEA 1985) selbst gefunden: bei dem hohen KF von 20 000 wurde vorausgesetzt, dass nur der im Wasser organisch gebundene Kohlenstoff für die Anreicherung (Wasser/Fisch) zur Verfügung steht. Die dazugehörige ^{14}C -Konzentration im Wasser ist etwa 5,6-mal kleiner als die Konzentration an Gesamt- ^{14}C (organisch gebunden plus anorganisch), die im Kompartiment-Modell verwendet wird. Daher wurde der hier anzuwendende ^{14}C -KF für die drei Biotagruppen auf 3570 reduziert.

Remobilisierung aus dem Sediment der Irischen See

Es ist lange bekannt, dass die Remobilisierung von Radionukliden aus dem Sediment der Irischen See eine entscheidende Rolle spielt. Unsere ^{137}Cs -Messungen an Fischen aus der Irischen See bestätigen englische Befunde, dass das Verhältnis $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ in der Irischen See fast 10-fach niedriger ist als das aus den jährlichen Ableitungen allein zu erwartende Verhältnis. Weitere Befunde, die für einen signifikanten Beitrag der Remobilisierung aus dem Sediment der Irischen See sprechen, werden von Cook et al. (1997) angeführt:

- Die Aktivitätsgehalte in Sedimentkernen korrelieren besser mit den zeitintegrierten als mit den jährlichen Sellafield-Ableitungen.
- Das in Sedimenten, Schwebstoffen und Wasser (gelöste Phase) festgestellte, untereinander gut über-

einstimmende Verhältnis $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ von etwa 0,21 stimmt nicht mit dem Ableitungsverhältnis von $> 0,30$ überein. Das Verhältnis von etwa 0,21 wird durch unsere Messungen in Fisch bestätigt. Dies ist ein Hinweis darauf, dass Plutonium aus dem Sediment auch wieder in Lösung geht („Re-dissolution“).

- 1992: 90 bis 100 % des in Lösung befindlichen Pu sind auf erneute Lösung zurückzuführen.
- Für den Transport aus der Irischen See durch den North Channel wurde 1992 ermittelt:
Plutonium: 30 % mehr als 1991 von Sellafield abgeleitet;
Caesium: das 2,2-Fache der Sellafield-Ableitungen in den Jahren 1991 und 1992.

Cook et al. (1997) haben folgende Halbwertszeiten für die Entfernung aus dem Sediment ermittelt: Plutonium: ca. 350 Jahre; Caesium: ca. 23 Jahre. Damit ergibt sich die Möglichkeit, die Remobilisierung aus dem Sediment der Irischen See durch folgende simple Modellvorstellung in das Kompartiment-Modell zu übernehmen. In einer Sedimentbox der Irischen See wird totale vertikale Durchmischung angenommen (gerechtfertigt u.a. wegen stark ausgeprägter Bioturbation), so dass keine vertikale Schichtung betrachtet werden muß.

Dies wurde für die Wasserboxen 19 bis 33 (ohne Box 31) in das Modell integriert. Die damit für Fisch berechneten Verhältnisse $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ in der Irischen See sind in Abbildung 2 dargestellt. Dazu wurde über die für unsere Probenahme repräsentativen Boxen 21, 27 und 33 (vgl. Abbildung 1) gemittelt. Die Übereinstimmung mit unseren Fischmessdaten (1994 bis 1996, alle

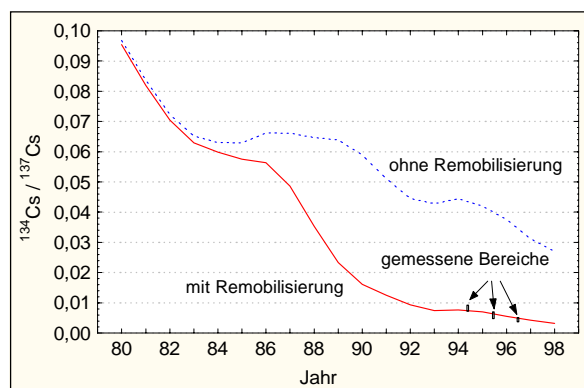


Abbildung 2: Mit dem Modell berechnete Aktivitätsverhältnisse $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ im Fischfleisch aus der Irischen See im Vergleich zu Bereichen von BFAFi-Meßwerten

Model calculated activity ratios $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ of fish flesh from the Irish Sea compared with ranges of values measured by BFAFi. (dashed line: without remobilisation; full line: with remobilisation)

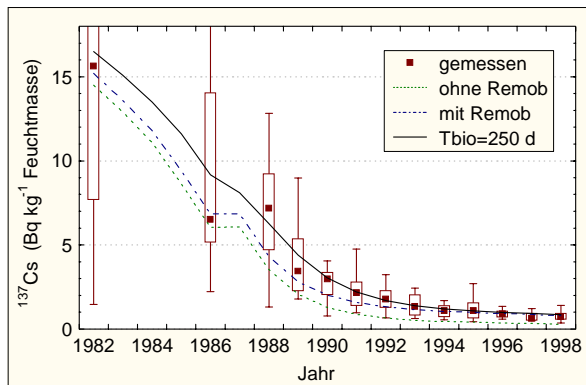


Abbildung 3: Vergleich einer Zeitreihe von ^{137}Cs im Kabeljaufleisch der zentralen Nordsee (Boxen 17, 61 u. 63; Min-Max-Werte, Quartile und Medianwerte; Probenahme im Januar, ab 1989 zusätzlich auch im Frühsommer) mit aus dem Modell erhaltenen Kurven: untere gestrichelte Kurve: ohne Remobilisierung aus dem Sediment der Irischen See, Fisch-KF von 100; obere gestrichelte Kurve: mit Hinzunahme der Remobilisierung aus dem Sediment der Irischen See; durchgezogene Kurve: mit Remobilisierung aus dem Sediment der Irischen See, jedoch zeitunabhängigen Fisch-KF ersetzt durch einfaches dynamisches 1-Kompartiment-Modell für Fisch mit einer biologischen Halbwertszeit (T_{bio}) von 250 Tagen.

Comparison of a time series of ^{137}Cs in cod fillet from the central North Sea (boxes 17, 61 and 63; min-max values, quartiles and median values; sampling during January, from 1989 on also in the early summer) with curves obtained from the model: lower dashed line: without remobilisation from the sediment of the Irish Sea, fish concentration factor (CF) 100; upper dashed line: additionally with remobilisation from the sediment of the Irish Sea; full line: with remobilisation from the sediment of the Irish Sea, but with the time-independent fish CF replaced by a simple dynamic single compartment model for fish with a biological half-life (T_{bio}) of 250 days.

Fischarten) ist sehr gut, d.h. die stark vereinfachte Darstellung der Remobilisierung ist für unsere Zwecke völlig ausreichend. Auch die ^{137}Cs -Werte im Fisch (ohne Abbildung) stimmen gut überein. Ohne Remobilisierung wären berechnete ^{137}Cs -Werte um fast den Faktor 10 niedriger ausgefallen.

Die Berücksichtigung der Remobilisierung in der Irischen See erklärt auch den Effekt, dass seit etwa 1993 die ^{137}Cs -Aktivität im Nordseefisch stagniert, was in den zwei gestrichelten Kurven in Abbildung 3 abgelesen werden kann. Aus dem Vergleich von Modellrechnungen mit und ohne Remobilisierung kann gefolgert werden, dass der Anteil des Effektes der Remobilisierung in der Irischen See auf die **gesamte** ^{137}Cs -Konzentration in der Nordsee von 1982 bis 1998 von 4 % auf etwa 60 % zunahm.

Die in Abbildung 3 ablesbare deutliche Abnahme ist vor allem auf die erhebliche Reduktion der Ableitungen der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield seit Ende der siebziger Jahre zurückzuführen. Der sich zwischen

1986 und 1989 andeutende „kleine Buckel“ in den berechneten Kurven ist der Einfluß des Tschernobyl-Fallouts.

Biologische Halbwertszeit von Fisch

Abbildung 3 zeigt auch den Einfluß, der daraus resultiert, dass die Aufnahme bzw. Ausscheidung von ^{137}Cs durch den Fisch nicht schlagartig geschieht, sondern sich „allmählich“ vollzieht. Dies kann in der Modellrechnung durch eine biologische Halbwertszeit berücksichtigt werden. Die für die Rechnung in Abbildung 3 angenommene biologische Halbwertszeit von 250 Tagen führt in der Phase der deutlichen Abnahme von ^{137}Cs im Wasser, von 1982 bis etwa 1990, zu einer sichtbaren Erhöhung der Aktivitätskonzentration im Fisch im Vergleich zum einfacheren KF-Modell. Dies „glättet“ auch gleichzeitig den kleinen Tschernobyl-Peak zwischen 1986 und 1989.

Vergleich zwischen Modell und Messungen des Instituts für Fischereiökologie

Von dem verwendeten Kompartiment-Modell ist nicht zu erwarten, dass es Meßwerte der Radioaktivität im Fisch generell so gut wiedergibt, wie es in Abbildung 3 für ^{137}Cs in Kabeljaufleisch aus der zentralen Nordsee gezeigt wird. Die im Institut für Fischereiökologie vorliegenden Meßdaten (Aktivitätskonzentrationen in $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM) für die Radionuklide ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{230+240}\text{Pu}$ und ^{241}Am wurden daher, soweit sie jeweils im Fleisch von Fisch, Miesmuscheln und Garnelen nachzuweisen waren, zum Vergleich mit den Modellrechnungen verwendet. Die Meßdaten aus den

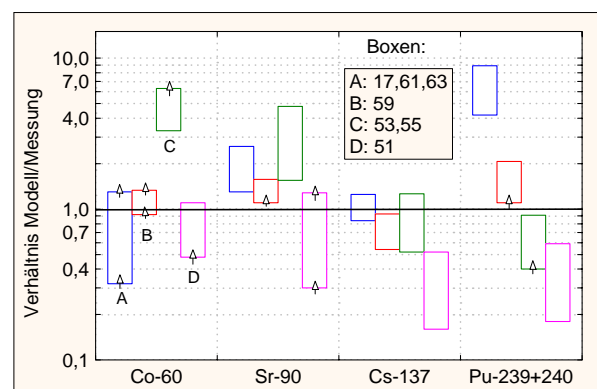


Abbildung 4: Über die Jahre in Fischfleisch ermittelte Bereiche von Aktivitätsverhältnissen Modellrechnung/Meßwert, unterschieden nach Gebieten und Radionukliden (die mit Pfeilen markierten Werte sind als „größer als“-Werte zu interpretieren)
Ranges of predicted/observed activity ratios determined over the years in fish flesh, separated by sites and radionuclides (values marked by an arrow have to be interpreted as "greater than" values)

Boxen 17, 61 und 63 (zentrale Nordsee), 59 (südliche Nordsee), 53 und 55 (Ärmelkanal u. westlich davon) sowie Box 51 (südlich England) wurden jeweils jahresweise zu Mittelwerten zusammengefaßt. Für die Quotienten „Modell/Messung“ wurden über die verschiedenen Jahre hinweg aus den Jahresmittelwerten Bereiche ermittelt.

Fisch

Die Bereiche (Modell/Messung) sind für Fischfleisch in Abbildung 4 dargestellt. Werte größer als 1 (dicke Linie) bedeuten, dass die Meßwerte mit dem Modell überschätzt werden.

Insbesondere bei den Radionukliden ^{60}Co , ^{90}Sr und $^{239+240}\text{Pu}$ liegen sehr viele Meßwerte unterhalb der Nachweisgrenze. Die Extremwerte in Abbildung 4, die mit einem kleinen Pfeil versehen sind, müssen als „größer als“-Werte interpretiert werden, d.h. die unbekannten wahren Werte sind größer als die in der Grafik mit dem Pfeil markierten Werte. Dies liegt daran, dass nahezu alle dazugehörigen Meßwerte unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Überwiegend trifft dies für ^{60}Co in Fischfleisch zu. Für die anderen Radionuklide sind zumindest teilweise signifikante Jahresmittelwerte verfügbar. Für ^{90}Sr , ^{137}Cs und $^{239+240}\text{Pu}$ wird gefunden, dass das Modell die Meßwerte in Fischfleisch aus der zentralen Nordsee und aus der südlichen Nordsee gut wiedergibt bzw. sogar überschätzt, während für den Ärmelkanal und westlich davon, sowie für die noch weiter südwestlich liegende Box 51 eher eine Unterschätzung

durch das Modell vorliegt. Dies liegt daran, dass die niedrigen Konzentrationen, die in den aus dem Atlantik einströmenden Wassermassen vorliegen, dort eine größere Rolle spielen und vom Modell derzeit noch nicht erfaßt werden. Ferner ist denkbar, dass hier auch ein Einfluß durch südlichen Austrag von Radioaktivität aus der Irischen See vorliegt.

Crustaceen und Mollusken

Die vom IFÖ erhobenen Daten an Miesmuschelfleisch (1992 bis 1997) und an Garnelenfleisch (seit 1995) wurden in der gleichen Weise mit den vom Modell für die Box 63 berechneten Werten verglichen. Die über die Jahre erhaltenen Extremwertbereiche für die Quotienten Modell/Messung sind in Abbildung 5 dargestellt. Für die gezeigten Radionuklide ist eine mehr oder weniger deutliche Überschätzung durch das Modell gegeben. Lediglich für ^{90}Sr ist eine Unterschätzung durch das Modell festzustellen.

Abschätzung der Strahlenexposition der Bevölkerung

Da das Modell die Aktivitätsmeßwerte ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ FM}$) in Fisch, Crustaceen und Mollusken eher überschätzt als unterschätzt, können die Modellwerte zur Abschätzung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Verzehr dieser Organismen herangezogen werden. Die erhaltenen Werte werden wegen der Überschätzung eher konservativ sein.

Verzehrsraten

Weitere wichtige Größen, die zur Berechnung der Strahlenexposition der Bevölkerung benötigt werden, sind die Verzehrsraten (in $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$) für die drei Biotagruppen. Vom Fisch-Informationszentrum e.V. werden jährlich Daten über den Pro-Kopf-Verbrauch an Fisch und Fischwaren herausgegeben (FIZ 1999). Danach stieg dieser von 1993 bis 1998 von 14,7 kg (über 14,1 kg 1994/95) auf 14,9 kg je Jahr. Zu beachten ist dabei, dass diese Daten sich auf das Fanggewicht beziehen. Die Daten müssen noch nach Seefisch, Krebsen und Weichtieren aufgetrennt werden, wobei Anteile an Süßwasserfisch herauszunehmen sind. Für Seefisch kommt man, summiert über die für 1997 und 1998 aufgeführten Seefischarten (FIZ 1999), auf einen verzehrbaren Anteil des Pro-Kopf-Verbrauches von etwa 5 kg Seefisch pro Jahr. Dabei wurden für die verzehrbaren Anteile aktuelle Umrechnungsfaktoren verwendet (BLE 1999). Zum Vergleich dazu ließen sich aus einer anderen Evaluierung des Pro-Kopf-Verbrauches (Sommer 1998) für 1996 und 1997 übereinstimmende Werte von 5,6 kg je Jahr für den verzehrsfähigen Anteil für Seefisch ermitteln. Sommer (1998) ermittelte für verzehrbare Anteile von Krebsen und Weichtieren einen Pro-Kopf-Verbrauch von $0,96\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ (1996) bzw. $1,05\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ (1997). Da aus

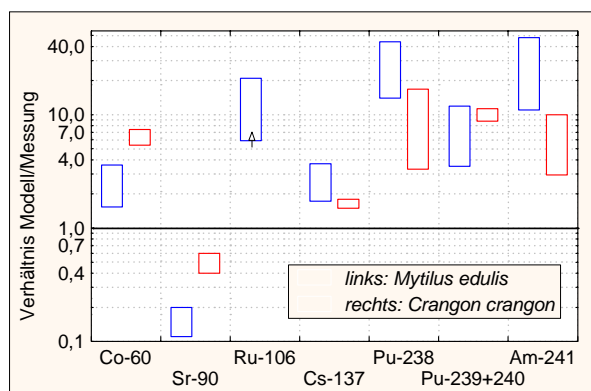


Abbildung 5: Über die Jahre im Fleisch von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) und Nordsee-Garnelen (*Crangon crangon*) von der deutschen Küste (Box 63) für verschiedene Radionuklide ermittelte Bereiche von Aktivitätsverhältnissen Modellrechnung/Meßwert (die mit Pfeilen markierten Werte sind als „größer als“-Werte zu interpretieren)

Ranges of predicted/observed activity ratios determined for different radionuclides over the years in the flesh of blue mussels (*Mytilus edulis*; the left bars) and North Sea shrimps (*Crangon crangon*; the right bars) from the German Coast (box 63), separated by sites and radionuclides (values marked by an arrow have to be interpreted as "greater than" values)

den FIZ-Daten Verzehrswerten (verzehrbarer Anteile) für Crustaceen und Mollusken nicht direkt zu entnehmen sind, werden im folgenden generell die Daten von Sommer (1998) wie folgt verwendet:

- Fisch: $5,6 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$,
- Crustaceen und Mollusken: je $0,55 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$.

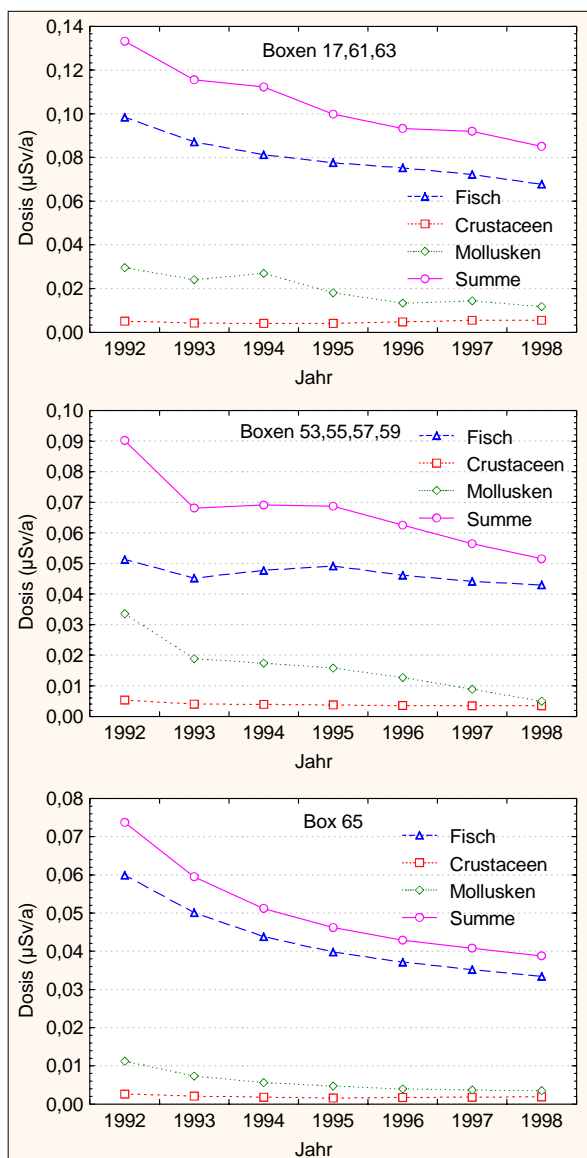


Abbildung 6: Zeitliche Entwicklung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Verzehr von Fisch, Crustaceen und Mollusken aus verschiedenen Bereichen der Nordsee (Boxen 17,61,63: zentrale Nordsee; Boxen 53,55,57,59: südliche Nordsee und Ärmelkanal; Box 65: nördliche Nordsee) und deren Summe.

Temporal development of the public radiation exposure from ingestion of fish, crustaceans and molluscs and their sum from different North Sea areas (boxes 17,61,63: central North Sea; boxes 53,55,57,59: southern North Sea and English Channel; box 65: northern North Sea) and their sums.

Es sei erwähnt, dass der Grund, die Verzehrswerten eingehender als früher zu betrachten, darin liegt, dass nach der neuen Richtlinie 96/29/EURATOM (EURATOM 1996) die Strahlenexposition so realistisch wie möglich abzuschätzen ist. Es wird also nicht mehr so wie früher verfahren, die Verzehrswerten recht konservativ (d.h. hoch) anzusetzen.

Dosisfaktoren

Die für die Berechnung der Strahlenexposition noch benötigten Dosisfaktoren, die für jedes Radionuklid angeben, welche Strahlenexposition für den Menschen aus 1 Bq mit der Nahrung aufgenommener Aktivität entsteht, wurden der Richtlinie 96/29/EURATOM entnommen. Hier wird nur der Erwachsene betrachtet.

Betrachtete Gebiete:

- zentrale Nordsee: Boxen 17, 61 und 63
- südl. Nordsee und Ärmelkanal: Boxen 53, 55, 57 und 59
- nördliche Nordsee: Box 65

Berechnungen

Die mit dem Modell und den Biokonzentrationsfaktoren berechneten Aktivitätskonzentrationen in den Organismen werden mit den Verzehrswerten und den Dosisfaktoren multiplikativ zur jährlichen Strahlenexposition des Menschen verknüpft, die im folgenden in mikro Sievert pro Jahr ($\mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$) angegeben wird. Für jedes der Gebiete wird mit den gleichen Werten für die Verzehrswerten gerechnet.

Strahlenexposition

In der Summe über alle 12 im Modell berücksichtigten Radionuklide (Abschnitt 3) zeigt die Abbildung 6 die für den Zeitraum 1992 bis 98 berechneten Strahlenexpositionen in den drei Gebieten, wobei jeweils zwischen Fisch, Crustaceen und Mollusken unterschieden wurde. Von den drei Gebieten weist die zentrale Nordsee die größte Exposition auf. Den Hauptanteil macht der Verzehr von Fisch aus. In allen drei Gebieten nahm die Strahlenexposition langsam ab. In der zentralen und nördlichen Nordsee, die überwiegend durch Sellafield-Ableitungen betroffen sind, ist die Abnahme hauptsächlich durch die Komponente Fisch bedingt. In dem südlichen Gebiet blieben die Werte für den Fisch dagegen nahezu konstant, während die Abnahme hauptsächlich bei den Mollusken zu verzeichnen war.

Beiträge der Radionuklide

Für die zentrale Nordsee und den südlich daran anschließenden Bereich zeigen die Abbildung 7 und 8, jeweils nach Fisch, Crustaceen und Mollusken unterschieden, die Beiträge einzelner Radionuklide zur Strahlenexposition. In beiden Gebieten machen ^{137}Cs und ^{14}C den Hauptanteil bei der Komponente **Fisch**verzehr aus.

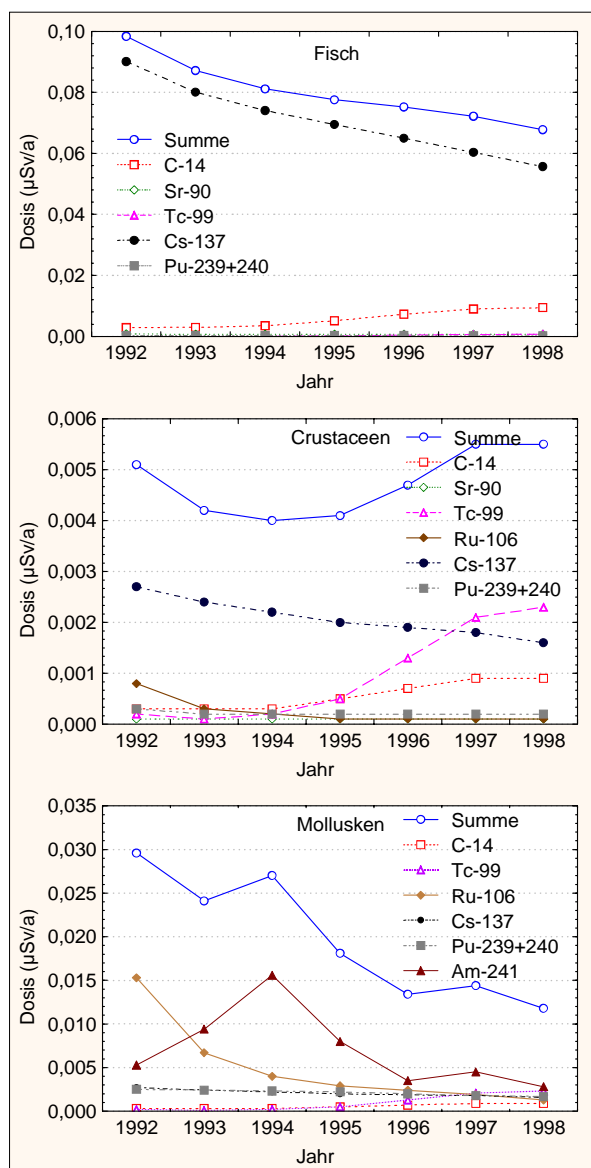


Abbildung 7: Zeitliche Entwicklung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Verzehr von Fisch, Crustaceen und Mollusken aus der zentralen Nordsee (Boxen 17,61,63), aufgeschlüsselt nach den größten Anteilen verschiedener Radionuklide. Unter „Summe“ ist jeweils die Summe der Beiträge aller 12 betrachteten Radionuklide dargestellt.

Temporal development of the public radiation exposure from ingestion of fish, crustaceans and molluscs from the central North Sea (boxes 17,61,63), differentiated into the largest fractions of different radionuclides. The sum of contributions from all 12 radionuclides considered are given under "Summe".

Die ^{14}C -Komponente weist eine ansteigende Tendenz auf, bedingt durch Zunahmen der ^{14}C -Ableitungen sowohl bei Sellafield als auch bei La Hague. Bei **Crustaceen** aus der zentralen Nordsee machen neben ^{137}Cs in den letzten Jahren ^{14}C und ^{99}Tc wesentliche Anteile aus, während im südlich anschließenden Be-

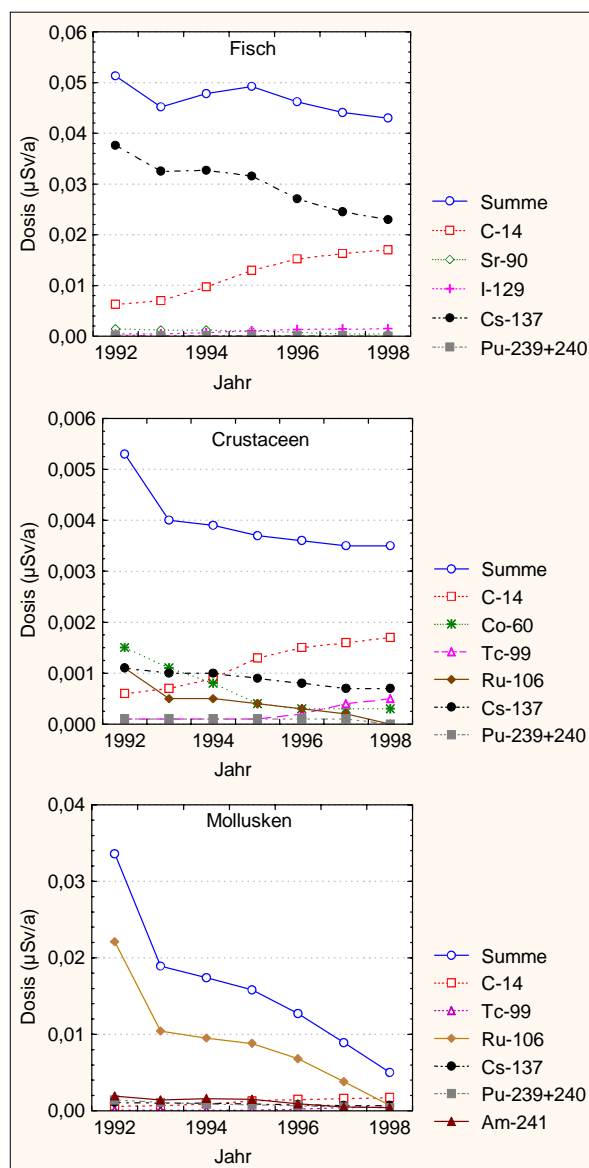


Abbildung 8: Zeitliche Entwicklung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Verzehr von Fisch, Crustaceen und Mollusken aus der südlichen Nordsee und dem Englischen Kanal (Boxen 53,55,57,59), aufgeschlüsselt nach den Anteilen verschiedener Radionuklide. Unter „Summe“ ist jeweils die Summe über alle 12 betrachteten Radionuklide dargestellt.

Temporal development of the public radiation exposure from ingestion of fish, crustaceans and molluscs from the southern North Sea and the English Channel (boxes 53,55,57,59), differentiated into the largest fractions of different radionuclides. The sum of contributions from all 12 radionuclides considered are given under "Summe".

reich ^{14}C dominiert. Bei **Mollusken** aus der zentralen Nordsee wird die Strahlenexposition durch die Alpha-Strahler, ^{241}Am und Plutoniumisotope, sowie durch ^{99}Tc und ^{106}Ru bestimmt, während im südlich anschließenden Bereich vor allem ^{106}Ru und ^{14}C dominieren, gefolgt von ^{137}Cs .

Ergebnis

Im Ergebnis wird festgestellt, dass die Strahlenexposition durch Verzehr von Fisch, Crustaceen und Mollusken aus der Nordsee von 1992 bis 1998 abnahm: in der zentralen Nordsee, dem Gebiet mit der im Vergleich zu den beiden anderen höchsten Exposition, von etwa 0,13 auf $0,08 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$. Dies sind für 1998 weniger als 0,004 % der mittleren natürlichen Strahlenexposition von etwa $2400 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$, der Exposition, der sowieso jeder aus der Bevölkerung ausgesetzt ist. Dies ist ein sehr kleiner Wert und gibt keinerlei Bedenken zum Verzehr von Fisch und anderen Meerestieren zum Anlaß. Das in den marinen Biota natürlich vorhandene Radionuklid ^{210}Po führt (Kanisch 1997), wenn man die hier verwendeten Verzehrswerten der drei Biotagruppen zugrunde legt, zu einer Strahlenexposition der Bevölkerung von etwa $42 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$, was dem 500-Fachen der durch die Ableitungen der Wiederaufarbeitungsanlagen verursachten Dosis von $0,08 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ entspricht.

Zitierte Literatur

- BLE (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung): 2. Änderung der Bekanntmachung über die anzuwendenden Koeffizienten zur Errechnung des Fanggewichtes von Fischen, Krebstieren und Weichtieren aus Fischereiprodukten vom 1. Oktober 1999. Hamburg 1999
- BMU (Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.), Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, (Teillieferungen seit 1993; Stand: 1.11.1998)
- Cook, G.T.; MacKenzie, A.B.; McDonald, P.; Jones, S.R.: Remobilization of Sellafield-Derived Radionuclides from the North-East Irish Sea. *J. Environ. Radioactivity* 35: 227–241, 1997
- EURATOM: Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 39. Jahrgang, L 159, 114 S. (deutsche Fassung), 29. Juni 1996.
- FIZ (Fisch-Informationszentrum e.V.): Daten und Fakten, Ausgabe 1999. Hamburg. 22 S.
- IAEA: Sediment K_d 's and Concentration Factors for Radionuclides in the Marine Environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. Tech.Rep. Ser. 247: 1–73, 1985.
- Kanisch, G.: Neue Genehmigungswerte der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield (Großbritannien) zur Ableitung radioaktiver Stoffe in die Irische See nach Inbetriebnahme der Anlagen THORP und EARP: Mögliche Auswirkungen auf die Strahlenexposition durch Ingestion mariner Produkte. Schriften der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Nr. 23, Hamburg, 1997
- Krüger, A.; Kanisch, G.; Nagel, G.: Bestimmung von künstlichen Radionukliden in Konsumfisch. *Inf. Fischwirtsch.* 54(4): 190–193, 1998
- Lyons, M.G.; Bradley, S.B.; Parker, T.G.: Developments in the Cumbria Model and its Applications to Radiological Assessment in the Irish Sea. *Radiation Prot. Dosimetry* 75: 91–97, 1998
- Nielsen, S.P.: A box model for North-East Atlantic coastal waters compared with radioactive tracers. *J. Mar. Syst.* 6: 121–148, 1995
- Sommer, U.: Die Märkte für Seefische und Seefischwaren in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1997. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Jahresbericht über die Deutsche Fischwirtschaft 1998., S. 99–107, Dez. 1998